土壤與環境，民國八十九年十二月，第三卷，第四期，第353頁至第362頁
Soil and Environ., December 2000, Vol. 3, No. 4, p353-p362.

屏東沿海地區地下水水質之鹽化趨勢

Groundwaters Salinization in Chemical Compositions of Coastal Area in Pingtung Plain

彭宗仁[1]、劉滄棽[2*]、郭鴻裕[2]
Tsung-Ren Peng [1]、Tsang-Sen Liu [2*]、Hourng-Yuh Guo [2]

ABSTRACT

The chemical compositions of groundwater, sampled from 18 built-up observation wells located in Pingtung area, were analyzed in 1998 for assessing the groundwater quality. As compared the groundwater qualities with the previous study, it is suggested that the salinization of shallow groundwater is alleviated and that of deep groundwater seems to be more severe than before. This may be due to the change patterns in the utilization of pumping groundwater.

The results also showed that there were distinctive distributions of three hydrochemical facies if tested water qualities were constructed in a Piper diagram. Ca-HCO_3 type water, with distribution apparently in the midstream and upstream areas, is formed by the chemical interaction between groundwater and the aquifer materials. Na-Cl type water, with distribution along the coastal area, is mainly related to the encroachment of seawater caused by the intensive exploitation of groundwater. Ca-Cl type water, with distribution between the Ca-HCO_3 type and Na-Cl type zone, is developed when the intruded seawater forced through the fresh aquifer.

Analyzing the water quality and hydrochemical facies of groundwaters indicate the active seawater intrusion is in processing in coastal Pingtung Plain especially in deeper aquifer.

Key words: hydrochemical facies, aquifer, salinization, seawater intrusion, Pingtung Plain

摘 要

本研究分析經濟部所轄屏東平原地區 18 口地下水分層水位觀測井之水質，配合分層採樣分析結果並與79 或84 年度之檢測資料比較，顯示沿海地區的淺層地下水之鹽化有舒緩、而深層地下水之鹽化卻有加劇的現象，這可能是因爲抽水利用型態的改變所導致。從 Piper 水質菱形圖的分析，本區地下水之水化學相有三區之分布：(一) Ca-HCO_3 型之地下水主要分布在中、上游地區，主要爲含水層中造岩礦物基質受碳酸之溶解作用造成；(二) Na-Cl 型之地下水全都分布在臨海之沿岸地區，是受海水入侵污染所造成；(三) Ca-Cl 型水質分布之區域處於 Ca-HCO_3 型與 Na-Cl 型之間，其代表海水正侵入淡水層的過程，整體而言屏東平原地區之地下水現階段爲一淡水含水

1. 國立中興大學土壤環境科學系。Department of Soil and Environmental Science, National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan.
2. 農委會農業試驗所農業化學系。Department of Agricultural Chemistry, Taiwan Agricultural Research Institute, Wufeng, Taiwan.
* Corresponding author, E-mail:tsliu@wufeng.tari.gov.tw

層受海水侵入的狀況，而以深層含水層較爲嚴重。

關鍵詞：水化學相、含水層、鹽化、海水入侵、屏東平原

前言

水量與水質爲水資源之二個主要指標，水量爲對標的用水所能供給之量，而水質即爲對標的供水所提供的水源品質。經濟的發達導致水的需求量與日俱增，在地表水源不敷使用的情況下，地下水遂成爲重要的水資源。爲有效的保護地下水資源，因此有必要定期對地下水水質變化進行分析調查(江和汪，1998)，同時建立水質資料庫以了解背景水質之變動情形，據以確保水資源的品質並研判做爲各種供水用途的適用性。

屏東地區年用水量約爲 14.69 億立方公尺，其中農業佔 93.26%，工業佔 2.38%，民生佔 4.36%。而其用水量由地下水供應者共 10.36 億立方公尺，由地面水供應佔4.33 億立方公尺(徐等，1998)。本區因農漁業發達，過度抽用地下水，導致部分沿海地區發生地層下陷、海水入侵，尤以臨海地區爲甚，進而影響區域性水、土資源之規劃利用 (Wang *et al.*, 1999)。經濟部爲調查本區之水資源並長期觀測地下水水位，於 1989 年開始地下水觀測站網規劃建置，1995、1996 及 1998 年在本區共建立 52 站水文地質調查站及 128 口分層水位觀測井 (水利局，1995；1996；水利處，1998)，並配合其他政策之推動 (經濟部，1996)，期能標本兼治，促進水資源之永續利用。

本研究即於 1998 年，配合當時台灣省水利處對部分觀測井進行洗井工作時，分析上述所屬 18 口地下水分層水位觀測井之水質，以主要陰、陽離子等其它基本水質，做爲探討本區地下水變化之依據。所得之數據並與觀測井建置時所分析之基本化學水質比較，以瞭解區域性背景水質之時空變動情況，並探究其可能之原因。

水文地質架構與區域水質概況

依據中央地質調查所及水利處之水文地質調查研究(地調所，1997；潘和張，1998)，屏東平原在地表 220 公尺以內(鑽鑿最深深度)，由上而下可劃分爲含水層一、阻水層一、含水層二、阻水層二、含水層三之一、阻水層三、含水層三之二等七個水文地質單位，以含水層一之導水性及儲水性能最佳。含水層之特性參數平均值一般而言以扇頂最大、扇央次之，而扇尾之沿海地區值最小，較無開發價值。沿海地區阻水層受溺谷地形之影響，行成缺口，致阻水層並未能完全封閉富水層，使各富水層局部與海水直接連通(黃等，1998)。

在區域水質概況方面，沿海地區地層中之細砂、極細砂、粉砂、泥和黏土層厚度佔總厚度之 50% 以上，因此其導水性及儲水性能均不佳。近期因超抽地下水，導致局部地區地下水位低於平均海水面，各含水層均有受海水入侵之現象，水質由入侵前之淡水惡化爲半鹹水及鹹水，並於 16 年內侵入內陸約 8.5 公里，面積約 104 平方公里(江和汪，1998)。

標本採樣與分析

本研究之採樣觀測井共計 11 站 18 口井，其中石化(1)、石化(2)、塭豐(1)、水底寮(1)、士庫(1)、吉洋(1) 觀測井爲 1989 及 1990 年所設置；新園(1)、新園(2)、林園(1)、林園(2)、大潭(1)、大潭(2)、崎峰(1)、崎峰(2)、新庄(1)、新庄(2)、新埤(1)、新埤

Table 1. Results of chemical analysis on groundwater samples

Well Station	Well Name	Screen Depth	Aquifer	pH	Temp.	EC	TDS	Alk.	Cl^-	SO_4^{-2}	Na^+	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}
		(m)			℃	$\mu S/cm$	mg/L							
Shihua (石化)	Shihua(1)	22~47	1(?)	7.6	27.8	12380	7670	531	4068	425	2248	94.1	97.5	238.6
	Shihua(2)	74~104	3	7.0	27.1	42700	32930	277	14874	1195	8164	164.3	273.6	707
Wenfeng (塭豐)	Wenfeng(1)	31~52	1(?)	8.2	27.8	5600	3382	331	1823	176	886	40.9	56.4	105.2
Tuku (土庫)	Tuku(1)	10~46	1	7.3	25.8	651	558	217	7.4	146	11.3	N.D.	99.8	21.6
Jiyang (吉洋)	Jiyang(1)	10~35	1	7.2	26.7	814	610	274	11.4	137	18.5	1.7	135.6	23.2
Xinyuan (新園)	Xinyuan(1)	6~24	1	7.1	27.3	1163	858	406	95.6	134	48.6	14.2	171.4	31.5
	Xinyuan (2)	165~189	3-2	7.0	27.6	46100	33200	235	15478	1457	8735	103.0	599.4	818.3
Linyuan (林園)	Linyuan (1)	24~42	1	7.5	25.8	830	574	324	21.1	115	37.2	6.7	87.4	36.9
	Linyuan (2)	114~138	3-1	7.0	27.2	26900	20276	168	10798	144	4988	40.6	686.7	385.1
Datan (大潭)	Datan (1)	48~60	2	7.9	25.8	828	516	434	6.5	39.1	79.4	40.4	22.2	27.9
	Datan (2)	161~188	3	7.0	24.3	9110	7164	350	2979	70.9	1327	11.1	261.6	224.1
Qifeng (崎峰)	Qifeng (1)	14~26	1	7.6	27.9	49500	38684	118	18711	2787	9640	330.0	438.2	1321
	Qifeng (2)	51~72	2	7.8	26.8	3510	2416	315	1143	134	563	38.0	44.3	87.8
Xinzhuang (新庄)	Xinzhuang (1)	9~27	1	7.0	24.0	1090	676	208	30	246	31.3	3.4	156.6	23.8
	Xinzhuang (2)	67~73	2	7.4	25.2	519	338	198	5.3	83.2	19.1	1.1	71.5	14.0
Xinpi (新埤)	Xinpi (1)	12~24	1	7.0	27.5	1244	810	301	196	129	71.9	3.6	135.2	35.8
	Xinpi (2)	122~146	3-1	7.3	26.9	293	184	120	1.5	33.9	12.2	0.5	36.8	7.9
Shuidiliao (水底寮)	Shuidiliao(1)	28~70	?	8.0	26.4	588	336	233	42.2	28.8	61.5	5.5	28.4	21.9

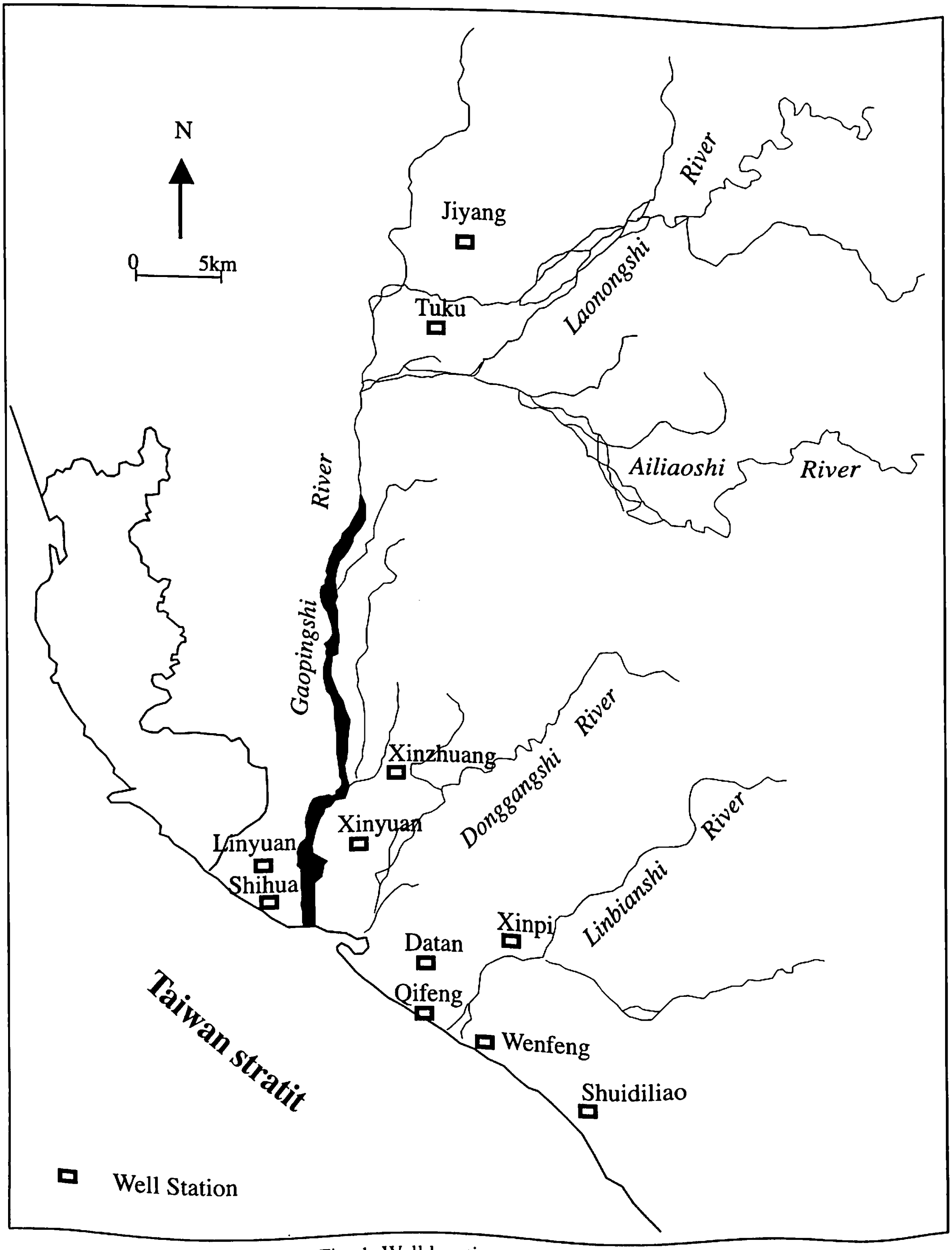

Fig. 1. Well location of study area

土壤與環境，民國八十九年十二月，第三卷，第四期，第353頁至第362頁
Soil and Environ., December 2000, Vol. 3, No. 4, p353-p362.

(2) 觀測井均於 1995 年所鑽設，觀測井之相關資料列於表一，其地理位置分布如圖一所示。

所有標本之採樣均配合台糖公司地下水開發及保育中心洗井工作之進行，待抽水三小時後進行採樣作業，以使水樣具代表性。所採之水樣先以 0.45 μm 濾紙過濾，再分裝在 2 個 500 ml 之 PE 瓶內，其中一瓶加入幾滴濃硝酸使水樣酸化至 pH < 2 供主要陽離子測定用。現場同時測定溫度、pH 值、電導度及總溶解固體等項目。標本運回實驗室後以感應耦合電漿光譜儀 (ICP) 測定主要陽離子，離子色層分析儀 (IC) 測定主要陰離子，以酸滴定法測定鹼度。所有採樣井之陰、陽離子平衡皆在 10% 以內，測定數據則列於表一，HCO_3^- 及 CO_3^{-2} 之離子濃度則是利用碳酸系統平衡與 pH 值之關係求得(賴，1995；Stumn and Morgan, 1981)。

水質數據的處理，本研究是利用Piper 菱形圖法，探討水化學相的分類及演化的依據。Piper 菱形圖的原理是計算各主要陰、陽離子的當量濃度 (equivalent charge concentration) 在水體中所佔的相對百分比，有關 Piper 菱形圖的原理及做法可參考相關地下水教科書 (Domenico and Schwartz, 1990; 曹，1998)，而亦有多種免費或商業套裝軟體可利用，如 POLTCHEM (Tecsoft Inc., 1985) 或 GWW (United Nations, 1994)。

結果與討論

(一) 水質分析結果

本研究所測定之相關水質分析結果列於表一，將各採樣井之測定結果與該井在鑿井當時 (1989、1990 或 1995 年) 所分析之水質 (水利處，1998b) 做一比較，由於石化(1)、石化(2)、塭豐(1)、水底寮(1)、土庫(1)、吉洋(1) 設井當時水質測定項目除電導度外，餘並不完全，因此就電導度測值來比較二個年度之水質鹹化差異之基礎，並參酌鈉及氯離子之測值。根據彭 (1995) 所做不同比例海水與地表淡水人為混合與電導度測值之關係式顯示，純海水之電導度值約為 50000 μS / cm，每混合 10% 之淡水約降 5000～6000 μS / cm 的幅度，如果地表淡水摻入 10% 之海水，其電導度值約為 6500 μS / cm 。依據電導度之水質標準，2250～5000 μS / cm 屬極高含鹽量等級之水質。以上之數據可做為判斷水體可能遭受海水污染程度之基礎 (劉等，1996；Bergelson *et al*., 1999；Morell *et al*., 1996)。

就同一測站不同深度的水質比較 (圖二)，本次測定顯示石化、新園、林園、大潭等測站之深層地下水 (含水層三) 之水質較淺層 (含水層一) 之鹽化情況為嚴重，而崎峰、新庄等測站之淺層 (含水層一) 水質較深層 (含水層三) 為差，其中石化與新園地區含水層三之地下水與崎峰地區含水層一地下水之水質已非常接近海水之測值。在鑿井當時之情況為新園、林園之深層地下水鹽化情況較為嚴重，而石化、崎峰、新庄之淺層地下水水質鹽化程度較高。

各採樣觀測井不同年度的水質比較顯示 (圖二)，除崎峰站地區不論深或淺井，其地下水之鹽化均為加劇外，其餘各測站均顯示出淺層 (含水層一) 地下水之鹽化情況有減輕或不變、但深層 (含水層三) 地下水之鹽化情況則有加重之趨勢，在沿海地區深層地下水鹽化加劇之現象更為顯著，基本上是海水由東港溪與高屏溪河口間之海岸地區侵入。造成此現象之原因可能是沉積地形之關係，沿海地區因阻水層並未能全面封閉含水層，致使各含水層局部與海水直接連通(中央地質調查所，1997)，加上抽水利用型態的改變，居民更加利用深層地下水取代原來的淺層地下水所導致。

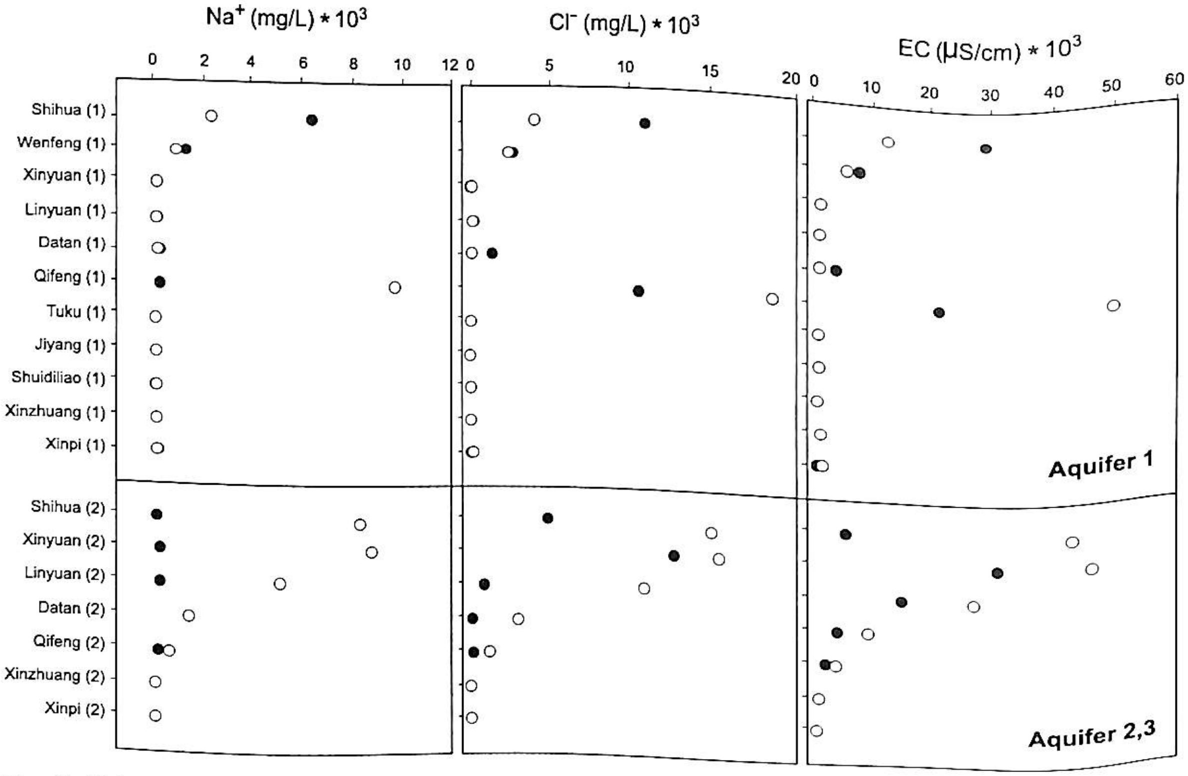

Fig. 2. Using the concentration of Na^{+}, Cl^{-} and the value of electric conductivity (EC) to indicate the degree of salinization of groundwater

○: this study ; ●: samples analyzed in 1989、1990 or 1995 (Water Resources Department, 1998b)

(二) 水化學相

將本研究所分析之 18 口採樣井水質繪製在 Piper 菱形圖上 (圖三)，可發現明顯有三區之分布：即土庫(1)、吉洋(1)、新園(1)、林園(1)、新埤(2)、新庄(2)、水底寮(1)及大潭(1) 爲 $Ca\text{-}HCO_3$ 型之地下水，其中水底寮(1) 及大潭(1) 爲接近 $Na\text{-}HCO_3$ 型之水質。另一爲Na-Cl型之地下水，包括石化(1)、石化(2)、大潭(2)、林園(2)、崎峰(1)、崎峰(2)、塭豐(1)及新園(2)。另有新埤(1) 及新庄(1) 二口井顯示爲 Ca-Cl 型之水化學相。

$Ca\text{-}HCO_3$ 型之地下水主要分布在中、上游地區，主要爲含水層中造岩礦物基質 (方解石) 受碳酸之溶解作用造成 (Banks *et al*., 1998; Hendry and Schwartz, 1990)，其化學反應式如下：

$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons Ca^{2+} + 2HCO_3^- \ldots\ldots(1)$$

一般而言河水、新入滲之地下水或淺層地下水多屬此類型之水質。而位在下游地區之水底寮(1) 及大潭(1) 爲接近 $Na\text{-}HCO_3$ 型之水質，相對於 $Ca\text{-}HCO_3$ 型之地下水，其有較高之鈉離子含量，造成此水質變化之原因主要爲陽離子交換作用下之結果 (Banks *et al*., 1998; Hendry and Schwartz, 1990)，其化學反應式如下：

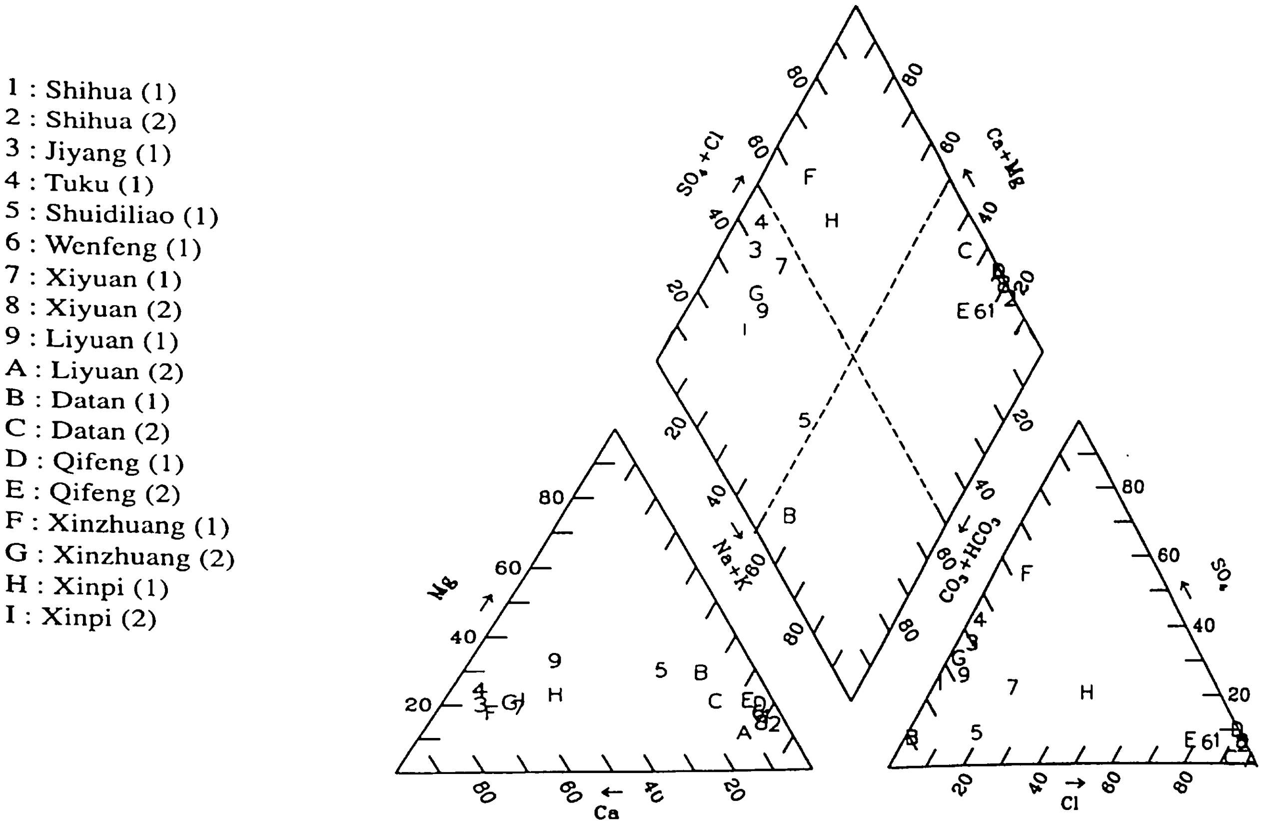

Fig. 3. Piper diagram showing the chemical characteristics of ground water of 18 wells of this study

$$\begin{cases} \frac{1}{2} Ca^{2+} + Na - X \rightleftharpoons Na^{+} + \frac{1}{2} Ca - X_2 , K_1 \\ \frac{1}{2} Mg^{2+} + Na - X \rightleftharpoons Na^{+} + \frac{1}{2} Mg - X_2 , K_2 \end{cases} \quad \ldots\ldots(2)$$

$$K_1 > K_2$$

此反應結果造成 Ca^{2+} 濃度降低，使反應式(1)之反應向右進行，因此形成 Na-HCO_3 型之水質。

Na-Cl 區型之地下水全部分布在臨海之沿岸地區，包括石化(1)、石化(2)、大潭(2)、林園(2)、崎峰(1)、崎峰(2)、塭豐(1)及新園(2)，他們的水質組成與海水來源有關，應爲此區超抽地下水，造成淡水一鹹水水力平衡的改變，因而海水引入造成新的平衡楔面。

另有 Ca-Cl 型之水質，爲位在中游地區之新埤(1) 及新庄(1) 二口井。一般而言此類型水質所代表之意義爲與特殊地質環境有關，如溫泉水或礦坑水，但如果考慮地下水在含水層中的離子交換作用，可解釋爲淡水性地下水受富含 Na^{+} 之海水污染時，部分 Na^{+} 會與含水層中礦物基質吸附位址上之 Ca^{2+} 產生交換反應，其反應式爲(2) 之逆反應 (Hafi, 1998)，如下：

$$Na^{+} + \frac{1}{2} Ca - X_2 \rightleftharpoons \frac{1}{2} Ca^{2+} + Na - X \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(3)$$

Ca^{2+} 的釋出可能會造成 $CaCO_3$ 的沉澱(反應

式(2))，此反應需視 HCO_3^- 的濃度是否有減少才能決定。因剛遭受海水初期污染，致有些離子之濃度亦有增加之現象。

(三) 水化學相的變化

根據中央地質調查所對屏東平原所做之水文地質分析 (地調所，1997)，在沿海地區 230 公尺深度範圍內之地層，由下而上可大致劃分爲下段之陸相辮狀河環境沉積地層，中段海相之濱海或潮浦環境沉積地層，以及上段之陸相辮狀河環境沉積地層。而根據台灣附近古海水位研究 (陳，1993)，18000 年前海水位約 -150 公尺，此後海水逐漸上升，於 4000 年前達 +2.3 公尺，其後至今海水略降到今日之零公尺。根據這沉積環境與古海水位變化所推估之地層水質變化模式，下段陸相地層沉積之初屬淡水層，18000 至 4000 年前，海水面逐漸上升，當時海岸線向內陸推進，曾淹沒部分地區之內陸之下段陸相地層，造成含水層三嚴重之海水入侵。中段地層屬海相地層，其中之含水層與阻水層均屬鹹水；上段陸相地層乃由陸相地層加積而成，屬淡水層。4000 年前迄今因海水面略退，海水入侵範圍縮減，加上原生鹹水被淡水長期淋洗，海水與淡水於高屏溪河口海岸線附近形成自然平衡之交接面。近年則因局部超抽地下水，致使海水再次獲得入侵之誘因(江和汪，1998)。

由以上沉積環境及古海水面變化推估，屏東平原地下水水質變化之可能主要歷程有：淡水層持續受淡水補注、淡水層受海水侵入鹽化、鹹水層受淡水稀釋淡化、受淡化之鹹水層再次受海水侵入及鹹水層持續受海水侵入等作用。

由水化學相研究，影響地下水中主要離子之分布的化學作用有(1)、(2) 及 (3) 式之作用，以一原生淡水層爲例，在補注區或與大氣相通區域之地下水，其水化學相主要爲(1) 式化學反應之結果，進行此作用會造成Ca^{2+}及 HCO_3^- 濃度增加，直至飽和爲止，形成了 $Ca-HCO_3$ 型之地下水。若地下水進一步進入飽和層，與大氣隔絕後往下游移動的過程中，如果原生淡水層之基質爲 $Ca-X_2$，則不會發生離子交換作用；若基質爲 Na-X，則因陽離子交換作用 (式 2) 的影響，會造成 Ca^{2+} 濃度減少，而 Na^+ 濃度增加，形成了 $Na-HCO_3$ 型水質之地下水。Ca^{2+} 濃度減少，併同(1) 式之反應，則會造成 HCO_3^- 濃度增加，直至反應物耗盡。

考慮海水侵入上述三類型之淡水層，若淡水層之基質爲$Ca-X_2$ 的情況，初期之平衡狀況下，則會進行(3) 式之反應作用，形成 Ca-Cl 型之水質，此作用會使原生性的 $Ca-X_2$ 基質含水層變爲 Na-X 爲基質之含水層，此時釋出 Ca^{2+}，更易形成 Ca-Cl 型水質，或造成 $CaCO_3$ 沉澱並使 HCO_3^- 濃度降低。若海水入侵持續且加劇，最終則形成 Na-Cl 型水質。如果 Na-X 爲基質之含水層，則無過渡平衡的 Ca-Cl 型水質產生，直接形成Na-Cl 型水質。

若考慮鹹水層受淡水淋洗的水化學相演化，若地層基質爲 Na-X，則會進行(2) 式之離子交換作用，形成 $Na-HCO_3$ 型水質之地下水，其過程如前段所述。但若持續淡化，最終則會被 $Ca-HCO_3$ 型態之水所取代。若地層基質爲 $Ca-X_2$，則直接形成 $Ca-HCO_3$ 型水質。因此 Ca-Cl 型水質之地下水主要爲淡水層地下水受海水侵入時所造成，而 $Na-HCO_3$ 型水質爲鹹水層淡化過程中形成，兩者可視爲過渡平衡時的產物。

以上所討論的反應作用均視爲在反應平衡 (或暫態平衡條件) 下所達成，如果有非平衡情況，如急劇抽水使得不同型態水質的水混合，都會造成非預期的結果發生。

本研究所分析的水質結果表現出爲 Ca-HCO_3 型之地下水有土庫(1)、吉洋(1)、新園(1)、林園(1)、新埤(2)、新庄(2)、水底寮(1) 及大潭(1)。由地理位置顯示土庫(1) 和吉洋(1) 爲典型之原生淡水層進行(1) 式化學反應之結果。新園(1) 及林園(1) 爲含水層一之地下水，屬上段陸相地層之淡水層；新埤(2) 及新庄(2) 均爲中游地帶之地下水，新庄(2) 代表爲含水層二之地下水，新埤(2) 則爲含水層三之地下水，由其水文地質圖判斷，此二處之地下水可能在 18000 至 4000 年前間，或曾受海水污染，但已被淡水淋洗，因而顯示的是 Ca-HCO_3 型之地下水。水底寮(1)及大潭(1)爲位在下游地區爲接近 Na-HCO_3 型之水質。比較各井不同年度的水化學相變化，除土庫(1)、吉洋(1) 及水底寮(1) 資料不全外，新園(1)、林園(1)、新埤(2) 及新庄(2) 之水化學相並無變化，而大潭(1) 之水化學相由 Ca-Cl 型轉變爲 Ca-HCO_3 型，顯示可能有淡化過程的進行。

Na-Cl 類型的地下水爲典型之海水，有石化(1)、石化(2)、大潭(2)、林園(2)、崎峰(1)、崎峰(2)、塭豐(1)及新園(2)，主要分布在沿海地區，包括之含水層有含水層一、含水層二及含水層三。比較各井不同年度的水化學相變化(水利處，1998b)，除石化(1)、石化(2) 及塭豐(1) 資料不全外，新園(2) 之水化學相並無變化，崎峰(1)、林園(2) 之水化學相由 Ca-Cl 型轉變爲 Na-Cl 型，大潭(2) 由 Na-HCO_3 型轉變爲 Na-Cl 型，而崎峰(2) 由 Ca-HCO_3 型轉變爲 Na-Cl 型，以上均顯示有海水侵入的進行。

新埤(1) 及新庄(1) 二口井顯示爲 Ca-Cl 型之水化學相，代表著海水正在侵入淡水層的情況，從不同年度的水化學相變化比較（水利處，1998)，兩者均從 Ca-HCO_3 型轉變爲 Ca-Cl 型水質，也驗證了這個鹽化過程中的過渡平衡。

從以上各井不同年度水化學相變化的探討亦指出，屏東平原沿海地區之深層含水層正處於海水入侵造成地下水鹽化加劇的現象，而部分地區之淺層含水層則有淡化過程的進行。

結　論

一、從 Piper 水質菱形圖的分析，本區地下水之水化學相有三區之分布：Ca-HCO_3 型之地下水主要分布在中、上游地區，主要爲含水層中造岩礦物基質受碳酸之溶解作用造成；Na-Cl 型之地下水全都分布在臨海之沿岸地區，是受海水入侵污染所造成；Ca-Cl 型水質分布之區域處於 Ca-HCO_3 型與 Na-Cl 型之間，其代表海水正侵入淡水層的過程。

二、就本研究 18 口觀測井之水質分析結果及水化學相之探討指出：基本上位於上游地區之地下水水質較下游沿海地區爲佳，而沿海地區的淺層地下水之鹽化有舒緩、而深層地下水之鹽化卻有加劇的現象。

參考文獻

中央地質調查所。1997。台灣地區地下水觀測網第一期計畫--八十四及八十五年度—屏東平原水文地質調查研究報告。

水利局。1995。台灣地區地下水觀測網第一期計畫—地下水基本水質試驗分析研究「屏東平原(一)」報告。

水利局。1996。台灣地區地下水觀測網第一期計畫--濁水溪沖積扇及屏東平原地下水基本水質試驗分析之研究報告。

水利處。1998a。台灣地區地下水觀測網第一期計畫--屏東平原地下水水質試驗分析

研究報告。

水利處。1998b。台灣地區地下水觀測網第一期計畫--屏東平原地下水水質變化研究報告。

經濟部。1996。台灣地區地下水觀測網整體計劃。

江崇榮、汪中和。1998。屏東平原地下水之海水入侵。屏東平原地下水及水文地質研討會論文集。台北。pp.297-315。

徐享崑、蘇瑞榮、李友平、范致豪。1998。屏東平原地下水資源之供需。屏東平原地下水及水文地質研討會論文集。台北。pp.15-30。

陳于高。1993。晚更新世以來南台灣地區海水面變化與新構造運動研究，台灣大學地質研究所博士論文。

曹以松。1998。地下水。中國土木水利工程學會。台北。pp.71-84。

黃智昭、江崇榮、賴慈華。1998。屏東平原水文地質架構及地下水系統概念模型。屏東平原地下水及水文地質研討會論文集。台北。pp.139-152。

彭宗仁。1995。宜蘭地區天水和地下水中穩定碳氫氧及放射性碳氚之環境同位素研究。台灣大學地質研究所博士論文。

潘禎哲、張炎銘。1998。屏東平原之地下水水文概況。屏東平原地下水及水文地質研討會論文集。台北。pp.165-188。

劉振宇、楊輔邦、高華聲、劉志純。1996。雲林沿海地區地下水水質分析。台灣水利。44(2):62-76。

賴耿陽。1995。水質分析檢測實務。復漢出版社。台南。

Banks, D., A. K. Midtgard, B. Frengstad, J. R. Krog and T. Strand, 1998. The chemistry of Norwegian groundwaters: II. The chemistry of 72 groundwaters from Quaternary sedimentary aquifers. The Science of the Total Environment. 222:93- 105.

Bergelson, G., R. Nativ and A. Bein, 1999. Salinization and dilution history of ground water discharging into the Sea of Galilee, the Dead Sea Transform, Israel. Applied Geochemistry. 14:91-118.

Domenico, P. K. and F. W. Schwartz, 1990. Physical and Chemical Hydrogeology. New York. John Wiley. pp.387-420.

Hafi, Z. B., 1998. Hydrochemical evaluation of the coastal Quaternary aquifer east of Tripoli, Libya. J. African Earth Sciences. 26(4):643-648.

Hendry, M. J. and F. W. Schwartz, 1990. The chemical evolution of ground water in the Milk River aquifer, Canada. Ground Water. 28(2):253-261.

Morell, I., E. Gimenez and M. V. Esteller, 1996. Application of principal components analysis to the study of salinization on the Castellon Plain (Spain). The Science of Total Environment. 177:161-171.

Stumn, W. and J. J. Morgan, 1981. Aquatic Chemistry. New York. John Wiley. 780p.

Tecsoft Inc., 1985. PLOTCHEM-WIN Version 7.7.

United Nations, 1994. GWW-Groundwater Software for Windows.

Wang, C. H., C. J. Chiang, T. R. Peng and W. H. Liu, 1999. Deterioration of groundwater quality in the coastal Pingtung Plain, southern Taiwan. Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality (Proceedings of IUGG 99 Symposium HS5, Birmingham, July 1999). IAHS Publ. no. 259, 1999.